

EFFECTO DEL TIPO DE CORTE Y DE TRATAMIENTOS EN EL MANTILLO PARA LA RESTAURACIÓN DE PASTIZALES NATURALES INVADIDOS POR *PINUS HALEPENSIS*

YANNINA ANDREA CUEVAS¹ y SERGIO MARTÍN ZALBA^{1,2}

Summary: Effect of pines removal and soil litter treatments in the restoration of natural grasslands invaded by *Pinus halepensis*. Ernesto Tornquist Provincial Park (Sierra de la Ventana, Buenos Aires, Argentina) protects a remnant of pampean grasslands and is seriously threatened by the spread of alien woody plants, among them by *Pinus halepensis*. The effect that this species has on the structure and functioning of the ecosystem lead to the implementation of control actions aimed to reduce invasion. This work presents the results of monitoring the recovery of native grasslands after two control strategies: complete and partial removal of invasive trees, with and without complementary restoration actions (removal of needles, soil disturbance, addition of top-soil from non-invaded grasslands). Changes in vegetation following management actions were analyzed. Two years after removing the pines cleared areas showed increases in vegetation cover and species richness, with no detectable differences associated to complementary restoration actions. Percentage cover of alien plants showed a peak after felling the trees but this was later reverted by an increase in the abundance of native plants. These results highlight the capacity of spontaneous recovery of grasslands after controlling pines and the importance of early interventions in order to prevent changes that could be hard to revert.

Key words: Sierra de la Ventana, mountain grasslands, invasive alien species, control.

Resumen: El Parque Provincial Ernesto Tornquist (Sierra de la Ventana, Buenos Aires, Argentina) constituye uno de los escasos relictos de pastizal pampeano y resulta amenazado por el avance de plantas leñosas exóticas, entre ellas *Pinus halepensis*. El impacto de esta especie sobre la estructura y función del ecosistema determinó el inicio de acciones de control para restaurar el área invadida. Este trabajo aborda la recuperación del pastizal luego de aplicar el corte de pinos con dos intensidades: tala completa y raleo; con y sin aplicación de acciones complementarias de restauración (remoción de acículas, disturbio superficial de suelo, agregado de suelo), correspondiendo a un diseño en bloques con parcelas divididas. Se analizaron los cambios en la vegetación tras las intervenciones de corte. Dos años después, las parcelas exhibieron aumentos en la cobertura de la vegetación y la riqueza específica, sin variaciones asociadas a los tratamientos complementarios de restauración. La cobertura de plantas exóticas se incrementó tras el corte y se redujo posteriormente por un aumento en la abundancia de especies nativas. Los resultados obtenidos resaltan la capacidad de recuperación espontánea del pastizal pampeano serrano y la importancia de actuar en etapas tempranas del proceso de invasión para evitar cambios de difícil reversión.

Palabras clave: Sierra de la Ventana, pastizal serrano, especie exótica invasora, control.

INTRODUCCIÓN

Los ecosistemas de pastizal cubren unos treinta y nueve millones de km² en todo el mundo y resultan clave para el mantenimiento de funciones

ecológicas tan importantes como la regulación de gases de la atmósfera, el mantenimiento del ciclo del agua, el control de la erosión, la polinización y la producción de alimentos, además de contener una rica variedad genética (Costanza *et al.*, 1997). A pesar de su importancia, los pastizales templados son uno de los ambientes con menor nivel de protección. Para América del Sur, por ejemplo, menos del 0,3 % de la extensión de este tipo de ecosistemas está incluida en áreas protegidas, y las zonas de praderas naturales por fuera de ellas son mínimas (Bilenca & Miñarro, 2004). La aptitud

¹ Gekko – Grupo de Estudios en Conservación y Manejo, Departamento de Biología, Bioquímica y Farmacia. Universidad Nacional del Sur. San Juan 670 – Bahía Blanca (8000). Argentina. E-mail: ycuevas@criba.edu.ar, yacuevas@yahoo.com.ar

² CERZOS - Centro de Recursos Naturales Renovables de la Zona Semiárida - CONICET.

de sus suelos y su clima benigno favorecieron el desarrollo y el avance de actividades productivas como la agricultura y la ganadería, convirtiéndolos en uno de los ambientes más transformados por la acción humana (Miñarro & Bilenca, 2008).

La restauración de hábitats y ecosistemas degradados constituye un componente de creciente importancia en la conservación biológica, particularmente para este tipo de ambientes con escasos relictos en buen estado de conservación (Primack *et al.*, 2001). Las acciones de restauración en áreas disturbadas se basan en la aplicación programada de estrategias para alcanzar la recuperación de las funciones ecosistémicas, la estructura y la composición de la comunidad (Cairns, 1995), retornando el sistema afectado hacia condiciones más deseables, ya sea a la situación inicial, previa al disturbio que generó su degradación, o a una situación similar a la de áreas prístinas no afectadas (D'Antonio & Meyerson, 2002; Suding *et al.*, 2004).

La mayor parte de los estudios referidos a la restauración de ambientes de pastizal se han centrado en áreas agrícolas abandonadas (Bakker & Berendse, 1999; Bischoff, 2002; Warren *et al.*, 2002; Rosenthal, 2003; Abensperg-Traun *et al.*, 2004; Allison & Ausden, 2004; Kinloch & Friedel, 2005). En los últimos veinte años se han sumado análisis de recuperación de áreas de pastizal invadidas por especies vegetales exóticas (Wilson & Gerry, 1995; Adler *et al.*, 1998; Pärtel *et al.*, 1998; Rice & Toney, 1998; Farnsworth & Meyerson, 1999; Plevich *et al.*, 2001; Alexander & D'Antonio, 2003; Daehler & Goergen, 2005), donde las estrategias de restauración comienzan con acciones de clareo y remoción de plantas invasoras (Bakker & Berendse 1999, SER 2004). En ocasiones esto basta para que los procesos ecológicos de sucesión lleven de forma natural a los estados deseados (D'Antonio & Meyerson, 2002). En situaciones más complejas, sin embargo, el control de las especies invasoras debe ser complementado con otras acciones de manejo tales como la reintroducción deliberada de especies nativas que se han perdido y/o el enriquecimiento o la estimulación de los bancos de semillas (Bakker *et al.*, 1996; Holmes & Cowling, 1997; Bakker & Berendse, 1999; Holmes *et al.*, 2000; Warren *et al.*, 2002).

Varios son los aspectos a considerar en el desarrollo de un proyecto de restauración, incluyendo: un diagnóstico del efecto del disturbio sobre el

ecosistema, la definición de las estrategias y técnicas de restauración y la selección de indicadores de estados de recuperación que permitan realizar una evaluación del proyecto (Cairns, 1995; Herrick, 2001; Barrera Cataño *et al.*, 2002). En el caso de estudio, la invasión del Pino de Alepo (*Pinus halepensis* Mill.) sobre pastizales naturales del Parque Provincial E. Tornquist (Sierra de la Ventana, provincia de Buenos Aires, Argentina), resulta en profundos cambios en la composición y en la estructura de la vegetación nativa (Zalba & Villamil, 2002), así como en las comunidades de fauna silvestre asociadas (Zalba, 2001). La evaluación de tareas de manejo adaptativo realizadas sobre rodales de pinos permitieron determinar que el corte mecánico de los ejemplares resulta una estrategia de control efectiva (Cuevas & Zalba, 2009; Zalba *et al.*, 2009). Sin embargo, aún no se ha comparado la eficiencia relativa de distintas técnicas de corte como el corte completo versus el raleo de los árboles invasores. Finalmente, de acuerdo a estudios previos de recuperación de la vegetación luego del corte de pinos, se pudo determinar que el monitoreo de la vegetación en los años siguientes a la remoción de los árboles invasores resulta crítico para diagnosticar la necesidad de implementar acciones complementarias de control de otras especies invasoras que pudieran colonizar las áreas clareadas (Cuevas & Zalba, 2010), desconociéndose hasta la fecha si medidas complementarias de restauración podrían acelerar la recuperación de la estructura y composición del pastizal nativo.

Este trabajo tiene por objetivos evaluar el proceso de recuperación de la vegetación natural ante alternativas de corte y extracción de los pinos (corte completo y raleo) y analizar si acciones complementarias de restauración como la remoción de acículas, el agregado de suelo de áreas no invadidas y el disturbio superficial del suelo favorecen la recuperación de la estructura y la composición de la vegetación luego del corte del estrato arbóreo, considerando si el sistema afectado retorna hacia condiciones similares a la de áreas prístinas no afectadas.

MATERIAL Y MÉTODOS

Sitio de estudio

El Parque Provincial Ernesto Tornquist (PPET) se ubica en la zona central del sistema serrano Curamalal-Ventana (38°00'-38°07' S y 61°52'-

62°03' W), en el sudoeste de la provincia de Buenos Aires, Argentina (Fig. 1A). El encadenamiento presenta los cerros más elevados de la región pampeana, superando los 1100 m s.n.m. El clima es templado, con una temperatura media anual de 14°C (Burgos, 1968) y las precipitaciones promedian los 930 mm anuales, según registros de los últimos quince años (datos aportados por el PPET).

La reserva fue incluida entre las 68 Áreas Valiosas de Pastizal (AVPs) de Argentina, Uruguay y sur de Brasil (Bilenca & Miñarro, 2004) y constituye una de las escasas áreas protegidas del país dedicada a la conservación de pastizales pampeanos (Bilenca & Miñarro, 2004; Chebez, 2005; Di Giacomo, 2005). Fitogeográficamente corresponde al Distrito Austral del Pastizal Pampeano. La vegetación dominante es la estepa de gramíneas, con abundancia de especies de los géneros *Stipa sensu lato*, *Piptochaetium*, *Festuca* y *Briza* (Cabrera, 1976; Frangi & Bottino, 1995; Long & Grassini, 1997). Las características particulares del relieve serrano y los microclimas asociados resultan en una importante concentración de especies, muchas de ellas endémicas (Long & Grassini, 1997). La región no presentaba especies arbóreas nativas antes de la colonización europea o éstas eran sumamente raras (Parodi, 1942), reduciéndose a bosquesillos de chañares (*Geoffroea decorticans*) y molles (*Schinus sp.*) en algunas faldas de las sierras (Cabrera, 1938) y ejemplares de sauce colorado (*Salix humboldtiana* var. *humboldtiana*) en el borde de arroyos (Dawson, 1967). En el año 1940 se realizaron en el área las primeras plantaciones de coníferas, principalmente de Pino de Alepo, en la base de los cerros y en el borde de caminos y rutas (Wendorff, 1946). La especie, originaria de la Cuenca del Mar Mediterráneo, se adaptó perfectamente a las características de la región y consiguió expandirse de manera espontánea (Zalba & Villamil, 2002). Su capacidad de dispersión y su habilidad de crecer en alta densidad, alterando de manera drástica las características de la vegetación subyacente, la convirtieron en una de las principales prioridades de manejo de la reserva (Fiori *et al.*, 1997; Zalba & Villamil, 2002). Por ello desde el año 2000 se estableció un plan de manejo para el control mecánico de los pinos que tiene por objetivo principal la recuperación de los ambientes naturales afectados por la invasión (Zalba *et al.*, 2009; Cuevas & Zalba, 2010).

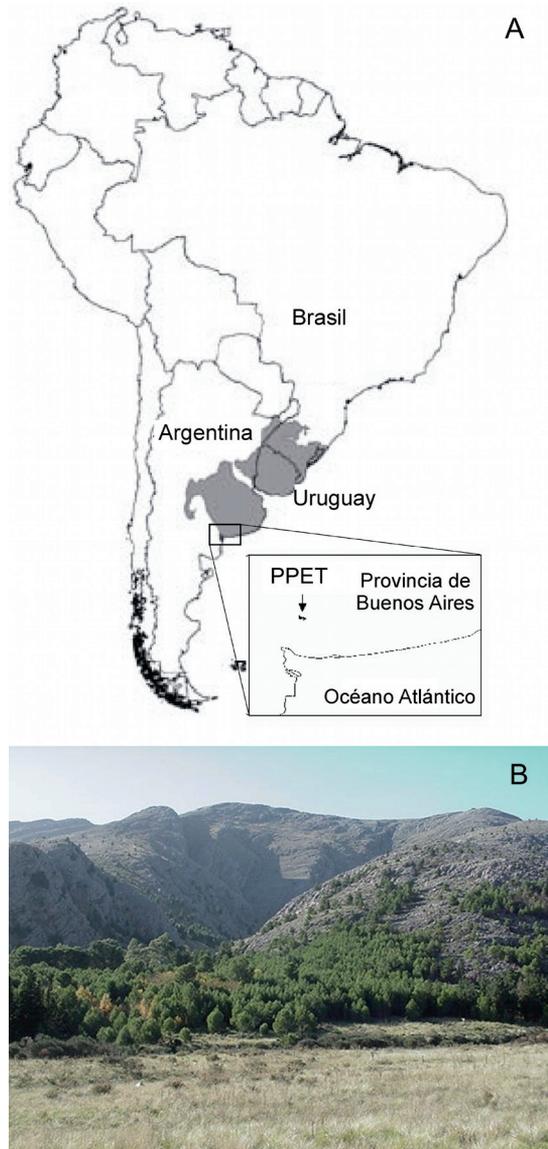


Fig. 1. A: Distribución del Bioma Pampa y detalle de la ubicación del Parque Provincial Ernesto Tornquist (PPET) en el cuadrante SO de la provincia de Buenos Aires, Argentina. **B:** Fotografía del rodal de pinos estudiado en este trabajo.

El trabajo se desarrolló en un rodal denso de Pino de Alepo de 15 ha de extensión y con veinte años de antigüedad, ubicado entre los 500 y 550 m s.n.m. (Fig. 1B). Los pinos de ese sector se establecieron de manera espontánea sobre el pastizal luego de un incendio ocurrido en enero de 1987 y a partir de semillas de ejemplares plantados en sectores

cercanos (Zalba, 1995; Zalba *et al.*, 2009). Como áreas de referencia se delimitaron sectores de pastizal natural lindantes, libres de la presencia de pinos.

Metodología

En noviembre de 2006 se delimitaron seis áreas de 26m x 12m de superficie dispuestas en dos bloques en el rodal de Pino de Alepo descrito en la sección anterior. En cada bloque se establecieron tres tipos de corte: tala o corte completa (TC; Fig. 2A), tala parcial o raleo con el objetivo de reducir la densidad inicial a aproximadamente el 15% de la original (TP; Fig. 2B) y sin corte o control (ST). El corte de los ejemplares se realizó con motosierras a 10 cm del suelo, retirando el material cortado de las áreas aprovechadas. Se registró el diámetro de los troncos de todos los árboles (cortados y en pie) en cada parcela.

En cada una de las seis áreas descriptas (parcelas) se dispusieron ocho sub-parcelas de 2m x 2m ubicadas contiguamente. A cada sub-parcela se le asignó al azar uno de cuatro tratamientos complementarios: remoción total de las acículas de pino (RA), agregado de suelo extraído de áreas de pastizal no invadido (AS), remoción de acículas y alteración mecánica del suelo superficial (RD) y control sin intervención (CO). La extracción de acículas se realizó manualmente, mientras que para la alteración del suelo se desagregó una capa superficial de suelo de 2cm de espesor. Los sitios de donde se extrajo suelo fueron seleccionados al

azar en sectores de pastizal natural y en cada punto se removieron los 2cm superiores en un área de aproximadamente 1m². El material removido fue transportado y esparcido inmediatamente sobre las sub-parcelas correspondientes.

Durante 22 meses (noviembre de 2006 - septiembre de 2008) se siguió la evolución de las parcelas con una frecuencia bimestral, donde se registró la cobertura de cada una de las especies vegetales presentes siguiendo una modificación de la escala de Braun-Blanquet (Sutherland 1996). Se calcularon la cobertura total de la vegetación, la riqueza específica y la cobertura de especies exóticas para cada combinación de tratamientos y se describió el comportamiento de cada una de las variables a lo largo del periodo de muestreo. La determinación de las especies vegetales se realizó mediante el uso de claves (Cabrera, 1969) y la nomenclatura se actualizó de acuerdo con Zuloaga & Morrone (1996, 1999).

El diseño estadístico utilizado fue el de parcelas divididas en 2 bloques, con los diferentes tipos de corte (TC, TP y ST) como factor principal y las acciones complementarias (RA, AS, RD, CO) como factor secundario. Según el diseño indicado se realizó un test de comparación de medias (ANOVA con parcela dividida y test a posteriori) para cada variable estudiada en cada periodo de muestreo. Se describieron en detalle los resultados obtenidos al inicio y final del estudio.

En forma complementaria, al inicio del estudio (noviembre de 2006) se delimitaron ocho parcelas de

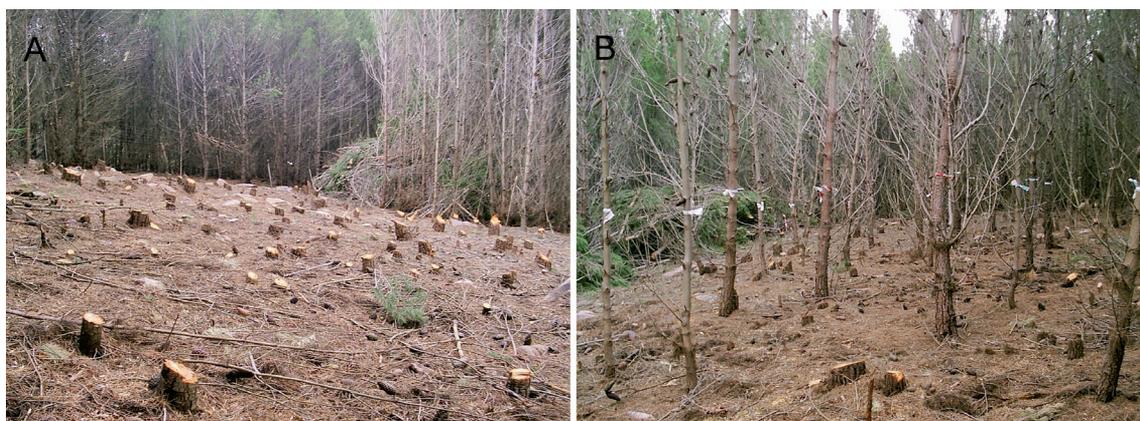


Fig. 2. Áreas de corte. A: Corte o tala completa. B: Corte o tala parcial.

2m x 2m en ambientes de pastizal lindantes y libres de invasión de pinos que fueron consideradas como áreas de referencia. En este caso, y por única vez, se registró la cobertura de cada una de las especies vegetales presentes y, tras su determinación, se calculó: la cobertura total de la vegetación, la riqueza específica y la cobertura de especies exóticas.

Mediante análisis de componentes principales (ACP; InfoStat, 2008) se estudió la variación en la composición florística de las áreas con tala completa de pinos y con tala parcial al momento de implementarse las acciones de control (noviembre de 2006) y las dos primaveras siguientes (septiembre de 2007 y 2008); y se compararon con la composición florística de las áreas de pastizal natural de referencia.

RESULTADOS

Características del ambiente de referencia

La cobertura total de la vegetación en áreas de pastizal natural libres de pinos en la zona de estudio promedió el 85,7% (ES=5,7; N=8), mientras que la riqueza específica alcanzó un valor promedio de 23,5 (ES=3,2) y la cobertura de especies exóticas resultó de 3,5% (ES=1,5).

Condiciones iniciales de las parcelas

Las acciones de corte llevaron la densidad de pinos a cero en las dos áreas taladas completamente (TC) y a 1250 pinos/ha en promedio en las taladas parcialmente (TP), mientras que la densidad promedió 9465 pinos/ha en las áreas de bosque que sirvieron de control (ST). El rango de valores de los diámetros del tronco a 10 cm del suelo varió entre 2 y 19 cm, promediando 8,6 cm (ES=0,7).

Al momento de realizar las acciones de control no se registraron diferencias significativas en los valores de cobertura total de vegetación entre las parcelas donde se aplicaron los diferentes tratamientos de corte y acciones complementarias ($F=0,08$; $P=0,92$; $N=48$), promediando esta variable un valor del 1,6% (ES=0,3). Tampoco se detectó inicialmente una diferencia significativa en la riqueza específica entre estas parcelas ($F=1,23$; $P=0,31$; $N=48$), donde se alcanzó un valor medio de 0,77 especies (ES=0,2); ni en la cobertura de especies exóticas ($F=0,68$; $P=0,58$; $N=48$), variable que promedió el 0,6% (ES=0,2).

Cambios en la cobertura de la vegetación

El porcentaje de cobertura de la vegetación mostró un incremento a lo largo del periodo de estudio, tanto en las áreas de tala completa de pinos (TC) como en las de tala parcial (TP). En el primer caso, todos los tratamientos complementarios exhibieron un patrón de evolución semejante, observándose valores de cobertura de vegetación levemente mayores en las parcelas donde se removieron las acículas (RA y RD). En las áreas donde se redujo la densidad de pinos, el porcentaje de cobertura de la vegetación también mostró un aumento a partir del momento del corte, pero con un descenso entre los 14 y 16 meses de iniciadas las tareas de control (diciembre de 2007 - febrero de 2008), momento que coincidió con un aumento en la cobertura de acículas sobre el suelo. No ocurrió lo mismo en las áreas donde se mantuvieron los pinos en pie (ST), donde todas las parcelas mostraron valores muy bajos de cobertura de vegetación a lo largo de todo el estudio, independientemente del tratamiento realizado sobre el suelo, no superando el 2,5% de cobertura (Fig. 3).

Al final del estudio, el porcentaje de cobertura de la vegetación resultó significativamente mayor en las áreas donde se cortaron todos los pinos, intermedio en las áreas donde se redujo la densidad de árboles y significativamente inferior en las áreas sin talar ($F=76,7$; $P=0,0001$; $N=48$; Tabla 1). En el primer caso no se observaron diferencias significativas en la cobertura de vegetación entre los cuatro tratamientos complementarios ($F=1,29$; $p=0,32$; Tabla 1). En cambio, en las áreas donde se redujo la densidad de pinos, la aplicación de medidas complementarias de restauración sí estuvo asociada con variaciones en la respuesta de la vegetación: las parcelas RA y RD mostraron una cobertura de vegetación significativamente mayor que las parcelas AS y CO ($F=12,89$; $P=0,0001$; Tabla 1).

Cambios en la riqueza específica

Luego del corte y retiro de los pinos las áreas aprovechadas mostraron un aumento continuo en el número de especies vegetales que resultó levemente superior para el tratamiento de tala completa (TC). Todas las parcelas mostraron aumentos continuos en los valores de riqueza específica a lo largo del estudio, independientemente del tratamiento

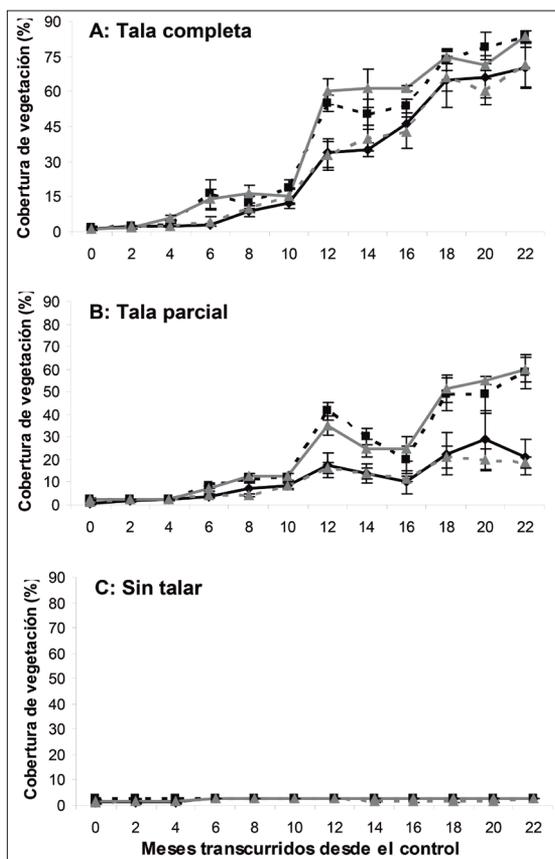


Fig. 3. Cambios en la cobertura de la vegetación luego del corte de pinos y de la aplicación de medidas complementarias de restauración. **A:** Áreas donde se realizó tala completa. **B:** Áreas con tala parcial. **C:** Áreas de bosque sin talar. Línea gris entrecortada: agregado de suelo (AS); línea negra continua: control (CO); línea negra entrecortada: remoción de acículas (RA) y línea gris continua: remoción de acículas y disturbio superficial del suelo (RD). Las barras representan los valores del error estándar.

complementario aplicado. Sin embargo, aquellas parcelas que conservaron las acículas (AS y CO) mostraron los menores valores de riqueza de especies, tanto en las áreas raleadas como en las completamente taladas. En las áreas sin tala de árboles, la riqueza específica resultó siempre menor a tres, sin detectarse variaciones asociadas a los tratamientos complementarios de restauración (Fig. 4).

Al final del estudio la riqueza de especies

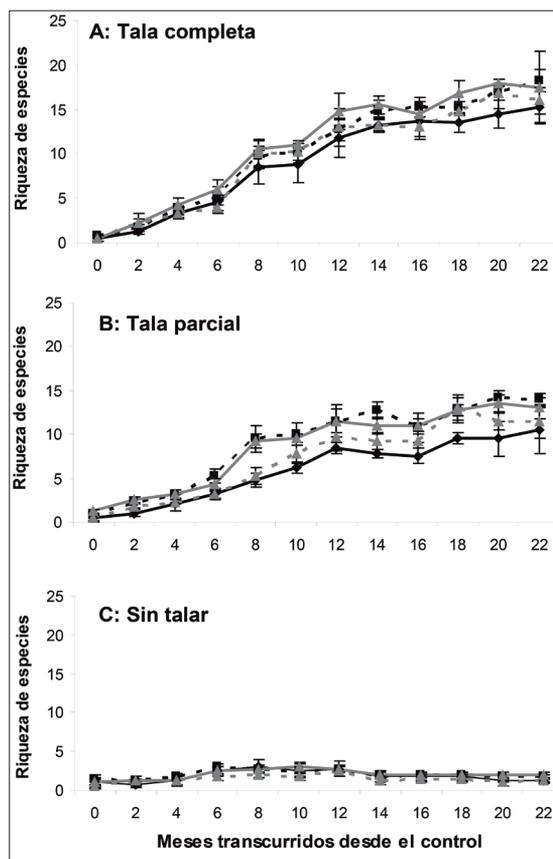


Fig. 4. Cambios en la riqueza de especies vegetales luego del corte de pinos y de la aplicación de medidas complementarias de restauración. **A:** Áreas donde se realizó tala completa. **B:** Áreas con tala parcial. **C:** Áreas de bosque sin talar. Línea gris entrecortada: agregado de suelo (AS); línea negra continua: control (CO); línea negra entrecortada: remoción de acículas (RA) y línea gris continua: remoción de acículas y disturbio superficial del suelo (RD). Las barras representan los valores del error estándar.

vegetales resultó significativamente mayor en las áreas totalmente clareadas de pinos, intermedia en las áreas en que se redujo la densidad de pinos y significativamente inferior en las áreas de bosque sin corte ($F=80,37$; $P=0,0001$; $N=48$; Tabla 1). No se observaron diferencias significativas en la riqueza de especies dentro de cada tipo de corte (total y parcial) en función de los distintos tratamientos complementarios de restauración ($F=0,94$; $P=0,43$; $N=32$; Tabla 1).

Tabla 1. Valores medios de cobertura de vegetación, riqueza específica y cobertura de especies exóticas al final del estudio, en las parcelas con remoción de acículas (RA), remoción de acículas y disturbio superficial del suelo (RD), agregado de suelo (AS) y sin tratamiento (CO); en áreas con tala completa, tala parcial y sin tala. Entre paréntesis se citan los valores de error estándar. Letras iguales indican ausencia de diferencias significativas ($P < 0,05$).

	Cobertura total vegetación (%)	Riqueza de especies	Cobertura de especies exóticas (%)
Tala completa			
RA (n=4)	83,75 (2,39) a	16,5 (1,22) a	13,12 (2,13) a
RD (n=4)	83,75 (2,39) a	17,5 (1,93) a	11,07 (1,57) a
AS (n=4)	71,25 (9,43) a	16 (0,7) a	13,12 (1,57) a
CO (n=4)	70 (8,89) a	15,25 (1,9) a	11,87 (2,06) a
Tala parcial			
RA (n=4)	58,75 (7,4) ab	14 (2,09) ab	8,12 (0,62) b
RD (n=4)	60 (5,4) ab	13 (1,47) ab	5,62 (2,12) b
AS (n=4)	18,78 (5,4) b	11,5 (1,25) b	5,62 (0,62) b
CO (n=4)	21,25 (8) b	10,5 (1,7) b	7,5 (2,5) b
Sin tala			
RA (n=4)	2,5 (0,5) c	1,75 (0,4) c	0,55 (0,2) c
RD (n=4)	2,25 (0,3) c	2 (0,4) c	0,75 (0,2) c
AS (n=4)	2,5 (0,5) c	1,25 (0,25) c	0,62 (0,3) c
CO (n=4)	2 (0,2) c	1,25 (0,25) c	0,62 (0,3) c

Cambios en la cobertura de especies exóticas

En las áreas donde se cortaron los pinos, la cobertura de especies vegetales exóticas mostró un aumento en los primeros meses de aplicadas las acciones de control, acompañando lo que ocurría con la cobertura total de la vegetación, y una disminución posterior a partir de los 18 meses. En el caso de las áreas de corte total, la cobertura de especies exóticas alcanzó valores máximos a los 12 meses, donde las áreas liberadas de acículas tuvieron una mayor cobertura de especies exóticas (RA: 30,6 y RD: 31,2%) que aquellas donde las acículas permanecieron en el sitio (CO: 18,1 y AS: 19,3% de cobertura) valores que no presentaron diferencias significativas ($F=0,97$; $P=0,43$). La misma situación se repitió en las áreas donde se redujo la densidad de pinos, siendo los valores máximos de cobertura de exóticas algo menores a los descriptos anteriormente y alcanzando un 10,7% a un 17,5% a los 18 meses. En las áreas sin corte de pinos, la cobertura de especies exóticas resultó menor al 1,3% a lo largo de todo el periodo de estudio (Fig. 5).

Al final del estudio, la cobertura de especies vegetales exóticas resultó significativamente

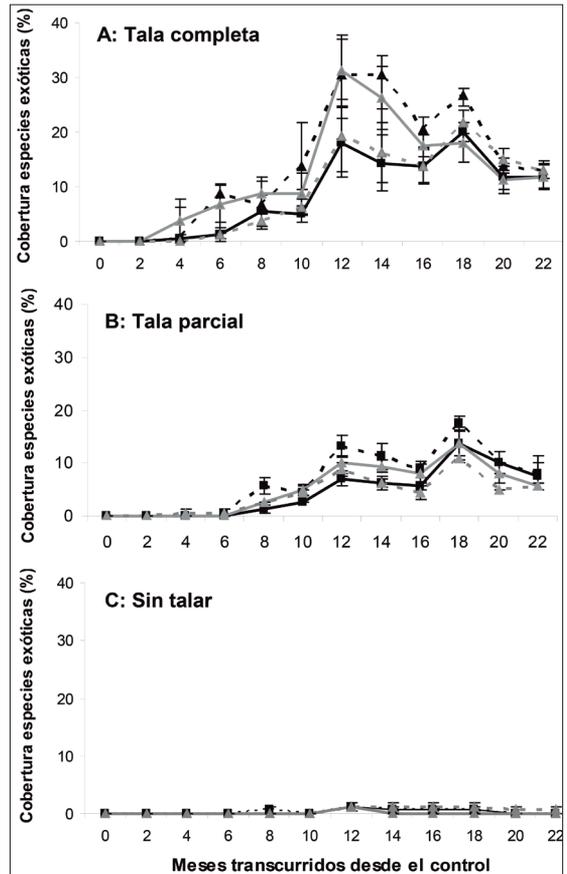


Fig. 5. Cambios en la cobertura de especies exóticas luego del corte de pinos y la aplicación de medidas complementarias de restauración. **A:** Áreas donde se realizó tala completa. **B:** Áreas con tala parcial. **C:** Áreas de bosque sin talar. Línea gris entrecortada: agregado de suelo (AS); línea negra continua: control (CO); línea negra entrecortada: remoción de acículas (RA) y línea gris continua: remoción de acículas y disturbio superficial del suelo (RD). Las barras representan los valores del error estándar.

superior en las áreas clareadas (TC y TP) respecto al suelo del bosque de pinos (ST). Las áreas totalmente libres de pinos presentaron una cobertura de exóticas significativamente mayor a la de las áreas con corte parcial ($F=56,7$; $P=0,0001$; $N=48$; Tabla 1). No se detectaron diferencias significativas entre los distintos tratamientos complementarios dentro de cada tipo de tala (parcial y total; $F=0,31$; $P=0,82$; $N=32$; Tabla 1).

Entre las especies vegetales exóticas, el reclutamiento de renovales de pinos luego del corte resultó muy bajo. Sólo tres renovales de Pino de Alepo fueron observados a lo largo de los meses de estudio en las áreas donde se cortaron y retiraron todos los árboles y apenas un renoval en las áreas con reducción de densidad de árboles; mientras que las áreas de bosque no presentaron reclutamiento.

Cambios en la composición de especies

A lo largo de todo el estudio se identificó un total de 78 especies vegetales creciendo en las áreas con tala completa de pinos (TC) y 67 especies en las áreas con tala parcial (TP); mientras que las áreas que actuaron como controles (ST) apenas alcanzaron 12 especies.

Las áreas de pastizal, libres de pinos y que actuaron como ambiente de referencia mostraron un total de 48 especies en un solo evento de muestreo (noviembre de 2006), estando mayormente representadas por una gran variedad de especies de gramíneas como *Piptochaetium sp.*, *Nassella tenuis*, *Melica rigida*, *Koeleria sp.* y *Aira caryophylla*; de las latifoliadas *Abutilon pauciflorum*, *Euphorbia portulacoides*, *Lucilia acutifolia*, *Oenothera sp.* y *Grindelia argentina*; y de arbustos como *Baccharis rufescens* y *Baccharis trimera*.

Las áreas TC mostraron una composición

específica notoriamente distinta en cada una de las primaveras estudiadas y respecto a las áreas de referencia, separándose claramente las muestras bajo las condiciones iniciales (noviembre de 2006) de aquellas relevadas a los 10 meses y 22 meses de realizadas las acciones de control (septiembre de 2007 y septiembre de 2008 respectivamente). El ACP permitió separar sobre el primer eje (26% de la varianza) a las muestras de 2008 de las áreas de referencia; mientras que sobre el segundo eje (16% de la varianza) se separaron las parcelas de 2008 y de referencia de las de 2007 (Fig. 6A). Al comienzo del muestreo se detectaron muy pocas especies, todas ellas herbáceas, como *Commelina sp.*, *Pfaffia gnaphaloides* y *Setaria sp.* En la primavera de 2007 se identificaron un total de 32 especies, predominando latifoliadas como *Ipheion uniflorum*, *Apium leptophyllum*, *Arenaria serpyllifolia*, *Hypochaeris chondrilloides*, *Pelletiera serpyllifolia*, *Viola tricolor*, *Setaria viridis*, *Senecio madagascariensis*, *Raphanus sativus* y *Gamochaeta sp.*, entre otras. Mientras que al año siguiente (primavera de 2008) el total de especies aumentó a 44 y la diversidad estructural de las parcelas se incrementó, adicionándose a las latifoliadas, especies de gramíneas y arbustos o sufrútices. Predominaron *Briza subaristata*, *Piptochaetium sp.*, *Solidago chilensis*, *Pelletiera*

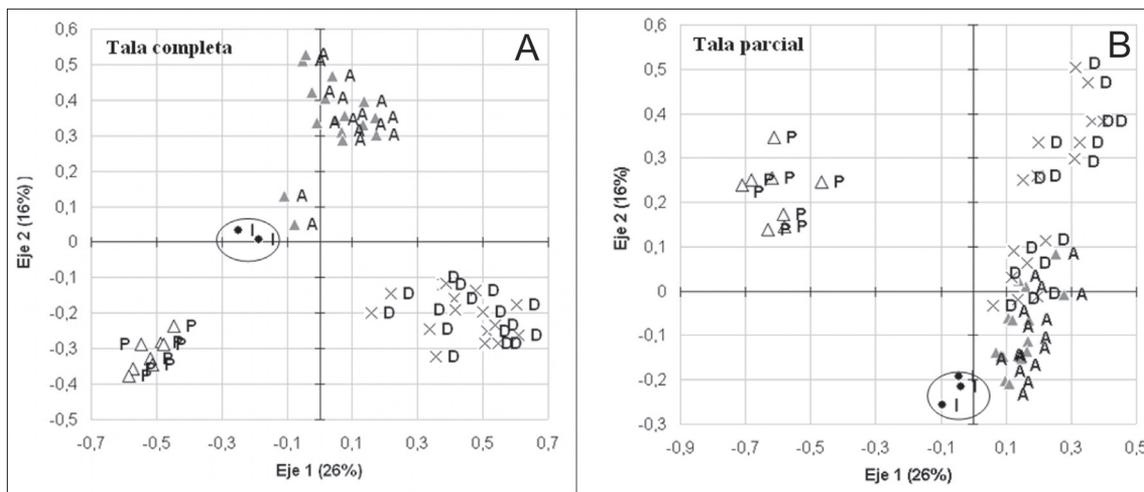


Fig. 6. Ordenamiento de las parcelas según el Análisis de Componentes Principales. A: áreas donde se realizó tala completa de pinos. B: áreas con tala parcial. ●I: parcelas al inicio del estudio (primavera de 2006; las parcelas de control y de los tratamientos aparecen superpuestas); ▲A: parcelas al año de establecidas (primavera de 2007); ×D: parcelas a los dos años de las acciones de control (primavera de 2008); y △P: parcelas de pastizal no afectado por pinos (primavera de 2006, sistema de referencia).

serpyllifolia, *Aira* sp., *Achyrocline satureioides*, *Oxalis articulata*, *Baccharis articulata*, *Carduus acanthoides*, *Echium plantagineum*, *Abutilon terminale* y *Senecio pinnatus*, entre otras. La composición de especies no mostró variaciones entre los tratamientos complementarios de restauración realizados dentro de las áreas con tala total de pinos en ninguno de los tres momentos evaluados.

Las áreas TP también mostraron una composición de especies definida para cada uno de los tres muestreos y las áreas de referencia, separándose claramente las muestras tomadas inmediatamente después de las acciones de control (noviembre de 2006) de aquellas a los 10 y 22 meses de seguimiento de la vegetación. El ACP permitió separar sobre el primer eje (26% de la varianza) a las muestras de 2007 y 2008 de las áreas de referencia; mientras que sobre el segundo eje (16% de la varianza) se separaron las parcelas de 2006 de las de 2008 y de referencia (Fig. 6B). En noviembre de 2006 se encontraron sólo cuatro especies herbáceas: *Setaria* sp., *Eryngium serra*, *Dichondra* sp. y *Stipa trichotoma*. En la primavera de 2007 se identificaron un total de 33 especies, con predominio de *Apium leptophyllum*, *Ipheion uniflorum*, *Pelletiera serpyllifolia*, *Cichorium intybus*, *Silybum marianum*, *Hypochaeris chondrilloides*, *Viola tricolor*, *Linum selaginoides*, *Arenaria serpyllifolia* y *Senecio madagascariensis*. Durante el muestreo de la primavera siguiente, el total de especies aumentó a 37 y también lo hizo la diversidad estructural de las parcelas, caracterizadas entonces por *Baccharis articulata*, *Oxalis chrysantha*, *Piptochaetium* sp., *Achyrocline satureioides*, *Lucilia acutifolia*, *Paspalum* sp., *Aira* sp. y *Margyricarpus pinnatus*, entre otras. En este caso, la composición de especies tampoco mostró variaciones entre los tratamientos complementarios de restauración en ninguno de los tres momentos evaluados.

Las áreas ST no mostraron cambios en la composición de especies a lo largo del tiempo de estudio. La vegetación en el suelo del bosque estuvo representada por un pequeño conjunto de especies, las herbáceas *Eryngium serra*, *Setaria* sp., *Linum selaginoides*, *Juncus capillaris*, *Abutilon terminale*, *Ipheion uniflorum*, *Oxalis* sp., *Commelina* sp., *Dichondra* sp. y *Stipa trichotoma*, y las leñosas *Discaria americana* y *Prunus mahaleb*.

DISCUSIÓN

El avance de especies leñosas exóticas constituye una de las principales amenazas para la conservación de los pastizales naturales en América del Sur (Guadagnin *et al.*, 2009). En Argentina, si bien el control de especies leñosas ha comenzado a priorizarse en áreas protegidas de la ecorregión del pastizal pampeano, como es el caso para el manejo de paraíso (*Melia azedarach*) en el Parque Nacional El Palmar (GISP 2005) y de zarzamora (*Rubus ulmifolius*), ligustro (*Ligustrum lucidum*) y acacia negra (*Gleditsia triacanthos*) en el Parque Provincial Pereyra Iraola (Galarco, 2008), no existían hasta este trabajo iniciativas dedicadas a evaluar la recuperación de estos ambientes frente diferentes alternativas de control. Aún considerando el corto periodo de monitoreo, los resultados obtenidos en este trabajo resaltan la capacidad de recuperación espontánea del pastizal pampeano serrano luego del corte de pinos creciendo en alta densidad. Asimismo se observan variaciones en los estados alcanzados en función del tipo de corte implementada.

El corte y retiro de los pinos representa un cambio súbito en las condiciones ecológicas imperantes. La recuperación de la vegetación en las áreas liberadas de los pinos podría responder a la eliminación de la interferencia de la especie invasora sobre la llegada de luz. Esta hipótesis resulta consistente con la mayor velocidad de recuperación de la vegetación en aquellas áreas en las que se cortaron y retiraron todos los árboles, en comparación con las parcelas donde se redujo su densidad (aun cuando esta reducción resultó drástica y llevó la densidad de pinos a menos del 15% del valor original). Alternativamente, la recuperación de la vegetación podría responder al restablecimiento en las condiciones del suelo asociado a la eliminación de la especie invasora, como ser el cese de la caída de acículas. Sin embargo, de ser así, se esperaría que las parcelas con eliminación de acículas hubieran mostrado una tendencia de recuperación más marcada, situación que no se puso en evidencia a lo largo de este estudio. La hipótesis de la recuperación a partir de la eliminación del sombreado por parte de los árboles resulta consistente con los resultados reportados por Pärtel *et al.* (1998) para pastizales en la costa este del Mar Báltico, donde los cambios

observados en la vegetación responden al retorno a condiciones naturales de insolación.

El efecto de la presencia de pinos maduros sobre la vegetación subyacente se refleja en las características de las áreas de muestreo al momento del corte y retiro de los árboles, con una muy baja cobertura vegetal y una pobre representación de especies. Mientras que en el suelo del bosque estudiado la vegetación apenas supera el 2% de cobertura, las áreas de pastizal natural lindantes sin procesos invasivos promediaron más del 85% de cobertura vegetal y 23 veces más especies, valores similares a los reportados para otros sectores invadidos por Pino de Alepo en el Parque Tornquist (Cuevas & Zalba, 2010).

Una vez removidos los árboles, la vegetación en las áreas clareadas responde rápidamente, mostrando incrementos en la cobertura y riqueza de especies que, si bien son leves en los primeros meses, se mantienen a lo largo de todo el periodo de monitoreo pero aún sin alcanzar los valores de las áreas de pastizal no invadidas. Esta situación de recuperación no se observa en los controles donde los pinos continúan en pie. Parte de este cambio se debe a un incremento temporario en la cobertura de especies exóticas, que alcanza un pico máximo al año de iniciadas las acciones de control y que afecta particularmente las áreas donde se cortaron todos los pinos y donde se eliminaron las acículas del suelo. Sin embargo, la cobertura de especies exóticas se reduce al final del estudio cuando éstas comienzan a ser reemplazadas por plantas nativas. La remoción de la cubierta arbórea podría actuar como una ventana de oportunidad temporaria para la colonización por especies pioneras, en su mayor parte exóticas, al exponer el suelo al efecto de la luz directa. Con el tiempo este espacio es compartido con plantas nativas con mayor aptitud competitiva, que son las que predominan en los estadios finales. Los cambios en la composición específica de las áreas restauradas apoyan esta idea. Los análisis de componentes principales realizados reflejan los cambios en la composición de la vegetación desde los estadios iniciales en el suelo del bosque hacia estados diferentes en las siguientes primaveras evaluadas, situación que no se repite en los controles (bosque) y que claramente responde a la respuesta de la comunidad vegetal luego del retiro o el raleo de la especie invasora. Las plantas presentes en las áreas de corte al año del retiro de

los pinos incluyen hierbas exóticas oportunistas como *Apium leptophyllum*, *Conium maculatum*, *Carduus acanthoides*, *Sonchus oleraceus*, *Arenaria serpyllifolia* y *Echium plantagineum*, o nativas de la región pero frecuentemente citadas como malezas en Argentina y/o en otras regiones, como *Ipheion uniflorum*, *Solanum chenopodioides* y *Euphorbia portulacoides* (Randall 2002). Hacia el final del estudio las parcelas muestran una representación significativa de especies nativas con adaptaciones a la insolación directa como *Lucilia acutifolia*, *Grindelia buphthalmoides*, *Achyrocline satureioides*, *Glandularia pulchella* y *Senecio pinnatus* (Long & Grassini, 1997). Muchas de estas especies son las que caracterizan las áreas de pastizal no invadidas. En este sentido, el tiempo de recuperación transcurrido permitiría proyectar un buen avance de las áreas restauradas hacia una composición florística semejante a sectores representativos de pastizales en buen estado de conservación, pero considerando que aún resulta baja la representación de las especies de gramíneas típicas.

Una diferencia interesante entre los resultados obtenidos en este trabajo y los de estudios previos realizados también en el Parque Tornquist tiene que ver con la abundancia de especies exóticas registradas en el piso de los bosques de pinos. Mientras Zalba & Villamil (2002), trabajando en un rodal plantado de pino de Alepo cercano al área de estudio, reportan una alta representación de plantas exóticas que llegan a superar en más del 20% al número de especies nativas, esta situación no se repite en los resultados obtenidos. La diferencia mencionada podría deberse a distintos factores, incluyendo el hecho que el rodal estudiado por Zalba & Villamil (2002) era una plantación de más de cuarenta años, mientras que el rodal de pinos objeto de este estudio tenía aproximadamente 20 años y se estableció en forma espontánea tras un incendio. El origen y antigüedad del rodal resultan factores muy importantes. Un rodal plantado posee una densidad muy baja respecto a la de un rodal espontáneo y este aspecto tiene influencia directa en el paso de la radiación solar al suelo, siendo muy inferior en un rodal espontáneo. Esa condición puede estar influenciando la recuperación de la vegetación y la presencia de especies exóticas. También es posible que, en el caso del rodal más antiguo, se sumaran cambios más profundos en

las características del suelo, que con el tiempo favorecieron a especies exóticas oportunistas por sobre las plantas nativas del pastizal. Estudios de Amiotti *et al.* (2000) en la región, determinaron que plantaciones de pino de una antigüedad mayor a cincuenta años producen cambios significativos y eventualmente irreversibles sobre las características del suelo. La presencia de los pinos en el caso analizado en este trabajo podría ser demasiado reciente como para desencadenar los efectos irreversibles citados por Amiotti *et al.* (2000), y en consecuencia los efectos sobre la vegetación subyacente no habrían sido tan notables como los citados por Zalba & Villamil (2002).

La velocidad y el grado de recuperación de las comunidades nativas después del corte de los árboles dependerán, además de la intensidad de los cambios producidos por la especie invasora sobre el ambiente, del estado del banco de semillas y/o del aporte de propágulos desde áreas vecinas. Los estudios de comunidades de pastizal sobrepastoreadas o invadidas por especies exóticas han mostrado que el banco de semillas puede ser muy importante, particularmente en los primeros estadios de la sucesión que sigue a las acciones de restauración (Pärtel *et al.*, 1998; Holmes *et al.*, 2000; Mayer *et al.*, 2004; Götmark *et al.*, 2005). Un número importante de especies de pastizal forman bancos persistentes y muchas se mantienen aún luego que los pastizales son reemplazados por arbustales o por bosques, permaneciendo como un vestigio de la vegetación previa (Davies & Waite, 1998). Otras especies de pradera, en cambio, tienen bancos de semillas transitorios o de corta duración (Bischoff, 2002). Invasiones más extendidas, densas y con mayor antigüedad constituyen condicionantes más severos para la persistencia de un banco de semillas adecuado para la restauración de las comunidades nativas (Zalba & Ziller, 2007). A las semillas sobrevivientes en el banco del suelo del sector directamente afectado por un disturbio se le suman, como agentes de recolonización, las especies que sobrevivieron al disturbio como plantas o como órganos vegetativos de resistencia (rizomas o bulbos), así como las semillas provenientes de plantas que crecen en el entorno. La probabilidad de llegada de semillas depende de la distancia de la fuente y de la capacidad de dispersión de cada especie (Holmes & Cowling, 1997). La presencia de rodales

densos y extendidos de especies invasoras pueden condicionar el aporte de semillas al producir la muerte prematura de plantas nativas o reducir su capacidad reproductiva, como ha sido citado para el fynbos sudafricano (Holmes *et al.*, 2000). Los resultados obtenidos en este trabajo permiten especular acerca de la importancia relativa de estas tres fuentes de colonización: especies persistentes, banco de semillas local y dispersión desde la periferia. Por un lado, la muy escasa representación de especies en el suelo del bosque al iniciarse las acciones de control y en los muestreos inmediatos indicaría una escasa supervivencia de plantas bajo la canopia del bosque. El momento del corte de los árboles, en cambio, podría haber resultado clave para promover la respuesta de las semillas tanto desde el propio banco del suelo del bosque como desde plantas creciendo en los alrededores, ya que la tala se produjo en el mes de noviembre, justo al comienzo del periodo de liberación de semillas en los pastizales estudiados (octubre a marzo; Andrea Long, Cátedra de Diversidad de Plantas Vasculares, Universidad Nacional del Sur, com. pers.).

Al analizar los efectos de las acciones complementarias de restauración resulta interesante destacar que no se detectaron evidencias de que el aporte de semillas desde áreas de pastizal en buen estado de conservación acelerara el establecimiento de las especies en las áreas clareadas. De manera similar, Pärtel *et al.* (1998) concluyen que la recuperación de áreas de pastizal degradadas en Estonia no requiere la incorporación artificial de diásporas. Tampoco se pudo detectar un efecto de la remoción del suelo superficial que active el proceso de germinación de las semillas del banco local. En contraste con estos resultados, Allison & Ausden (2004) reportan que la remoción de la capa superficial del suelo resulta exitosa en el establecimiento de la vegetación en áreas de pastizal degradadas en Inglaterra. Esta discrepancia podría deberse a que los autores citados produjeron una alteración del suelo a mayor profundidad, lo que podría haber tenido una mayor influencia en el proceso de activación del banco de semillas.

Como parte del proceso de restauración es interesante resaltar que el reclutamiento de pinos en las áreas clareadas resultó muy bajo a pesar de estar insertas en el bosque y que las condiciones ambientales post-control podrían considerarse *a priori* apropiadas para el establecimiento de esta

especie invasora (luz solar directa y escasa cobertura vegetal, Thanos & Daskalidou, 2000). El aporte de semillas de pino por parte de adultos lindantes se continuó recibiendo sobre las áreas clareadas, por lo que es probable que sean las tasas de germinación y/o establecimiento las responsables de la reducida presencia de renovales. Dado que el periodo de reclutamiento del Pino de Alepo ocurre en los meses del otoño (Cuevas, 2011) y que en ese periodo de 2008 la vegetación en las áreas restauradas ya había alcanzado porcentajes de cobertura elevados y altos niveles de diversidad específica y estructural, es posible que estos factores hayan actuado como una resistencia biótica al proceso de re-colonización (Mack *et al.*, 2000).

La recuperación de áreas degradadas por procesos invasivos implica mucho esfuerzo y resulta un proceso costoso, principalmente si las acciones de control se realizan en forma manual y se ejercen sobre cada planta individual, como en el caso del corte con motosierras (Cronk & Fuller, 1995; Tu *et al.*, 2001). Esta situación se confirma para el manejo de *Pinus halepensis* en el área de estudio (Cuevas, 2005). Considerando el estado al final de este trabajo se pudo comprobar que las acciones complementarias de restauración no modificaron significativamente la recuperación de la riqueza específica, ni de la composición de especies, registrándose apenas un efecto de la remoción de acículas en el aumento de la cobertura de la vegetación para parcelas de tala parcial. En función de estos resultados no parece necesario complementar el corte de los pinos, al menos bajo las condiciones de invasión descritas, con otras medidas que resultarían altamente costosas, lo que facilita y abarata significativamente el costo de las acciones de manejo. Es importante destacar que algunos de los resultados obtenidos podrían estar parcialmente condicionados por el reducido número de réplicas o por el tamaño de las parcelas, las que sin embargo fueron maximizadas en función del personal y recursos disponibles para el corte y retiro de los árboles. Acciones de control en áreas mayores, con mayor pendiente, o realizadas en otra época del año deberán igualmente considerar el riesgo de pérdida de suelo asociado al corte.

La restauración ecológica ha avanzado en una permanente relación entre la teoría y la aplicación práctica (King & Hobbs, 2006). En los últimos años se ha incrementado el interés en desarrollar mejores herramientas de predicción basadas en trabajos

conceptuales y de esta forma delinear guías para la restauración de los ambientes degradados (Suding *et al.*, 2004). Los resultados obtenidos en este trabajo alientan a priorizar el sistema de manejo para el Pino de Alepo en el Parque Tornquist considerando la capacidad de recuperación espontánea del pastizal natural luego de la remoción de los árboles. Se recomienda una intervención temprana para evitar cambios en el suelo que puedan resultar irreversibles y/o condicionar la recuperación natural de las áreas por el empobrecimiento del banco de semillas.

AGRADECIMIENTOS

Queremos agradecer muy especialmente al personal del Parque Provincial E. Tornquist (Buenos Aires, Argentina) por su buena disposición a lo largo del período de estudio y a las personas que colaboraron y acompañaron en diversas etapas del muestreo, a Alejandro Loydi, Natalia Ghezzi y Cristina Sanhueza. Este trabajo se realizó mediante el apoyo del Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Tecnológicas (CONICET) y del Departamento de Biología, Bioquímica y Farmacia de la Universidad Nacional del Sur.

BIBLIOGRAFIA

- ABENSPERG-TRAUN, M., T. WRBKA, G. BIERINGER, R. HOBBS, F. DEININGER, B.Y. MAIN, N. MILASOWSKY, N. SAUBERER & K.P. ZULKA. 2004. Ecological restoration in the slipstream of agricultural policy in the old and new world. *Agric. Ecosyst. Environ.* 103: 601-611.
- ADLER, P., C.M. D'ANTONIO & J.T. TUNISON. 1998. Understorey succession following a dieback of *Myrica faya* in Hawaii Volcanoes National Park. *Pac. Sci.* 52: 69-78.
- ALEXANDER, J.A. & C.M. D'ANTONIO. 2003. Effectiveness of different control methods on the removal of French and Scotch Broom and restoration of grassland in coastal California. *Ecol. Restor.* 21(3): 191-198.
- ALLISON, M. & M. AUSDEN. 2004. Successful use of topsoil removal and soil amelioration to create heathland vegetation. *Biol. Conserv.* 120: 221-228.

- AMIOTTI, N.M., P. ZALBA, L.F. SÁNCHEZ & N. PEINEMANN. 2000. The impact of single trees on properties of loess-derived grassland soil in Argentina. *Ecology* 81: 3283–3290.
- BAKKER, J., P. POSCHLOD, R.J. STRYKSTRA, R.M. BEKKER & K. THOMPSON. 1996. Seeds banks and seed dispersal: important topics in restoration ecology. *Acta Bot. Neerl.* 45: 461-490.
- BAKKER, J. & F. BERENDSE. 1999. Constraints in the restoration of ecological diversity in grassland and heathland communities. *Trends Ecol. Evol.* 14: 63-68.
- BARRERA CATAÑO, J.I., H.F. RÍOS ALZATE & C.A. PINZÓN OSORIO. 2002. Planteamiento de la propuesta de restauración ecológica de áreas afectadas por fuego y/o invadidas por el retamo espinoso (*Ulex europaeus* L.) en los cerros de Bogotá DC. *Jar. Botánico Bogotá* 13: 55-71.
- BILENCA, D. & F. MIÑARRO. 2004. Identificación de Áreas Valiosas de Pastizal (AVPs) en las Pampas y Campos de Argentina, Uruguay y sur de Brasil. Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires.
- BISCHOFF, A. 2002. Dispersal and establishment of floodplain grassland species as limiting factors in restoration. *Biol. Conserv.* 104: 25-33.
- BURGOS, J. 1968. El clima de la provincia de Buenos Aires en relación con la vegetación natural y el suelo. In: Cabrera A.L. (ed.). Flora de la provincia de Buenos Aires 4, pp. 33-100. INTA, Buenos Aires.
- CABRERA, A.L. 1938. Revisión de las Anacardiaceas austroamericanas. *Rev. Museo de La Plata. Botánica* 2: 3-64.
- CABRERA, A.L. 1969. Flora de la Provincia de Buenos Aires. INTA, Buenos Aires.
- CABRERA, A.L. 1976. Regiones Fitogeográficas Argentinas. In: Parodi L.R. (ed.) Enciclopedia Argentina de agricultura y jardinería, tomo 2, fascículo 2. Editorial ACME, Buenos Aires.
- CAIRNS, J. (ed.). 1995. Rehabilitating damaged ecosystems. Lewis Publishers, Boca Ratón.
- CHEBEZ, J.C. 2005. Guía de las reservas naturales de Argentina. Zona Centro. Editorial Albatros, Buenos Aires.
- COSTANZA, R., R. D'ARGE, R. DE GROOT, S. FARBER, M. GRASSO, B. HANNON, K. LIMBURG, S. NAEEM, R.V. O'NEILL, J. PARUELO, R.G. RASKIN, P. SUTTON & M. VAN DEN BELT. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387: 253-260.
- CRONK, Q.C.B. & J.L. FULLER. 1995. Plants invaders. A people and plants conservation manual. Cambridge University Press, London.
- CUEVAS, Y.A. 2005. Plan de manejo de *Pinus halepensis* para el Parque Provincial Ernesto Tornquist (Buenos Aires). Tesis de Maestría en Manejo de Vida Silvestre. Universidad Nacional de Córdoba, Córdoba.
- CUEVAS, Y.A. & S.M. ZALBA. 2009. Control de pinos invasores en el Parque Provincial Ernesto Tornquist (Buenos Aires): áreas prioritarias y análisis de costos. *BioScriba* 2: 76-89.
- CUEVAS, Y.A. & S.M. ZALBA. 2010. Recovery of native grasslands after removing invasive pines. *Restor. Ecol.* 18: 711-719.
- CUEVAS, Y.A. 2011. Claves ecológicas para la restauración de un pastizal natural invadido por *Pinus halepensis*. Tesis Doctoral en Biología. Universidad Nacional del Sur. Bahía Blanca.
- D'ANTONIO, C. & L. MEYERSON. 2002. Exotic plant species as problems and solutions in ecological restoration: a synthesis. *Restor. Ecol.* 10: 703-713.
- DAEHLER, C.C. & E.M. GOERGEN. 2005. Experimental restoration of an indigenous Hawaiian grassland after invasion by buffel grass (*Cenchrus ciliaris*). *Restor. Ecol.* 13: 380-389.
- DAVIES, A. & S. WAITE. 1998. The persistence of calcareous grassland species in the soil seed bank under developing and established scrub. *Plant Ecol.* 136: 27–39.
- DAWSON, G. 1967. Salicaceae. In: Cabrera A.L. (ed.). Flora de la Provincia de Buenos Aires 3, pp. 4-7. INTA, Buenos Aires.
- DI GIACOMO, A.S. 2005. Áreas importantes para la conservación de las aves en Argentina. Sitios prioritarios para la conservación de la biodiversidad. Temas de naturaleza y conservación. Aves Argentinas/Asociación Ornitológica del Plata, Buenos Aires.
- FARNSWORTH, E.J. & L.A. MEYERSON. 1999. Species composition and inter-annual dynamics of a freshwater tidal plant community following removal of the invasive grass *Phragmites australis*. *Biol. Invasions* 1: 115-127.
- FIORI, S.M., A.L. SCOROLLI & S.M. ZALBA.

1997. Propuesta de Plan de Manejo para el Parque Provincial Ernesto Tornquist. Departamento de Biología, Bioquímica y Farmacia. Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca.
- FRANGI, J.L. & O.J. BOTTINO. 1995. Comunidades vegetales de la Sierra de la Ventana, provincia de Buenos Aires, Argentina. *Rev. Fac. Agron. UNLP* 71: 93-133.
- GALARCO, S. 2008. Pereyra Iraola. In: Schüttler E. & Karez C.S. (eds.). Especies exóticas invasoras en las Reservas de Biosfera de América Latina y el Caribe. Un informe técnico para fomentar el intercambio de experiencias entre las Reservas de Biosfera y promover el manejo efectivo de las invasiones biológicas. UNESCO, Montevideo.
- GISP. 2005. Sudamérica Invasida – El Creciente peligro de las Especies Exóticas Invasoras. GISP – Programa Mundial sobre Especies Invasoras. Kirstenbosch, Sudáfrica.
- GÖTMARK, F., H. PALTTO, B. NORDÉN & E. GÖTMARK. 2005. Evaluating partial cutting in broadleaved temperate forest under strong experimental control: short-term effects on herbaceous plants. *Forest Ecol. Manag.* 214: 124-141.
- GUADAGNIN, D.L., S.M. ZALBA, B. COSTA GORRIZ, C.R. FONSECA, A.J. NEBBIA, Y.A. CUEVAS, C. EMER, P. GERMAIN, E. WENDLAND, L.F.C. PERELLO, M.C.S. BASTOS, C. SANHUEZA, S. MASCIADRI BÁLSAMO & A.E. DE VILLALOBOS. 2009. Árvores e arbustos exóticos invasores no Bioma Pampa - questões ecológicas, culturais e socioeconômicas de um desafio crescente. In: Campos Sulinos: conservação e uso sustentável da biodiversidade, pp. 300-316. Ministerio do Meio Ambiente, Secretaria Estadual do Meio Ambiente do Rio Grande do Sul e International Union for Conservation of Nature (IUCN), Brasilia.
- HERRICK, J. 2001. Monitoring methodology for pasture degradation and restoration. Proceedings of International Symposium on Silvopastoral Systems. San José, Costa Rica.
- HOLMES, P. & R. COWLING. 1997. Diversity, composition and guild structure relationships between soil stored seed banks and mature vegetation in alien plant invaded South African shrublands. *Plant Ecol.* 133: 107-122.
- HOLMES, P., D.M. Richardson, B. Van Wilgen & C. Gelderblom. 2000. Recovery of South African fynbos vegetation following alien woody plant clearing and fire: implications for restoration. *Austral Ecol.* 25: 631-639.
- INFOSTAT. 2008. Manual del Usuario. Grupo InfoStat. FCA, Universidad Nacional de Córdoba. 1st ed. Editorial Brujas, Córdoba.
- KING, E.G. & R.J. HOBBS. 2006. Identifying linkages among conceptual models of ecosystem degradation and restoration: towards an integrative framework. *Restor. Ecol.* 14: 369-378.
- KINLOCH, J.E. & M.H. FRIEDEL. 2005. Soil seed reserves in arid grazing lands of central Australia: seed bank and vegetation dynamics. *J. Arid. Environ.* 60: 133-161.
- LONG, M.A. & C.M. GRASSINI. 1997. Actualización del conocimiento florístico del Parque Provincial Ernesto Tornquist. Ministerio de Asuntos Agrarios Provincia de Buenos Aires y Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca.
- MACK, R.N., D. SIMBERLOFF, W.M. LONSDALE, H. EVANS, M. CLOUT & F.A. BAZZAZ. 2000. Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences and control. *Ecol. Appl.* 10: 689-710.
- MAYER, P., C. ABS & A. FISCHER. 2004. Colonisation by vascular plants after soil disturbance in the Bavarian Forest-key factors and relevance for forest dynamics. *Forest Ecol. Manag.* 188: 279-289.
- MIÑARRO, F. & D. BILENCA. 2008. The conservation status of temperate grasslands in central Argentina. Special report. Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires.
- PARODI, L.R. 1942. ¿Por qué no existen bosques naturales en la llanura bonaerense? *Rev. FAUBA* 30: 387-390.
- PÄRTEL, M., R. KALAMEES, M. ZOBEL & E. ROSÉN. 1998. Restoration of species-rich limestone grassland communities from overgrown land: the importance of propagule availability. *Ecol. Eng.* 10: 275-286.
- PLEVICH, J.O., M. DEMAESTRI, S.N. VIALE, J.J. CANTERO & C.O. NUÑEZ. 2001. Primary productivity of grass under the influence of different replacement densities with exotic genotypes (*Pinus sp.*). Proceedings of the International Symposium on Silvopastoral Systems and Second Congress on Agroforestry and Livestock Production in Latin America. San José, Costa Rica.

- PRIMACK, R., R. ROZZI, P. FEINSINGER, R. DIRZO & F. MASSARDO. 2001. Fundamentos de conservación biológica. Perspectivas latinoamericanas. Fondo de Cultura Económica, México.
- RANDALL, R.P. 2002. A global compendium of weeds. Shannon Books, Melbourne.
- RICE, P.M. & J.C. TONEY. 1998. Exotic weed control treatments for conservation of fescue grassland in Montana. *Biol. Conserv.* 85: 83-95.
- ROSENTHAL, G. 2003. Selecting target species to evaluate the success of wet grassland restoration. *Agric. Ecosyst. Environ.* 98: 227-246.
- SER - Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group. 2004. The International Primer on Ecological Restoration. www.ser.org : Society for Ecological Restoration International, Washington.
- SUDING, K.N., K.L. GROSS & G. HOUSEMAN. 2004. Alternative states and positive feedbacks in restoration ecology. *Trends Ecol. Evol.* 19: 46-53.
- SUTHERLAND, W.J. 1996. Ecological Census Techniques. A handbook. Cambridge University Press, Cambridge.
- THANOS, C.A. & E.N. DASKSLAKOU. 2000. Reproduction in *Pinus halepensis* and *P. brutia*. In: Ne'eman G & Trabaud L (eds.). Ecology, biogeography and management of *Pinus halepensis* and *P. brutia* Forest Ecosystems in the Mediterranean Basin, pp. 79-90. Backhuys Publishers, Leiden.
- TU, M., C. HURD & J. RANDALL. 2001. Weed control methods handbook: tools and techniques for use in natural areas. Wildland Invasive Species Program. The Nature Conservancy.
- WARREN, J., A. CHRISTAL & F. WILSON. 2002. Effects of sowing and management on vegetation succession during grassland habitat restoration. *Agric. Ecosyst. Environ.* 93: 393-402.
- WENDORFF, H. 1946. Árboles y Sierras. Editorial OVINA. Buenos Aires.
- WILSON, S.D. & A.K. GERRY. 1995. Strategies for mixed-grass prairie restoration: herbicide, tilling, and nitrogen manipulation. *Restor. Ecol.* 3: 290-298.
- ZALBA, S.M. 1995. Plantas leñosas exóticas en el Parque Provincial Ernesto Tornquist (Buenos Aires): evaluación de impacto y propuesta de control. Tesis de Maestría en Manejo de Vida Silvestre. Universidad Nacional de Córdoba, Córdoba.
- ZALBA, S.M. 2001. Efectos de la forestación con especies exóticas sobre comunidades de aves del pastizal pampeano. Tesis Doctoral en Biología. Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca.
- ZALBA, S.M. & C.B. VILLAMIL. 2002. Woody plant invasion in relictual grasslands. *Biol. Invasions* 4: 55-72.
- ZALBA, S.M. & S.R. ZILLER. 2007. Adaptive management of alien invasive species: putting the theory into practice. *Nat. Conservação* 5 (2): 86-92.
- ZALBA, S.M., Y.A. CUEVAS & A.E. DE VILLALOBOS. 2009. Lecciones aprendidas durante siete años de control de pinos invasores en pastizales naturales. In: Cazzaniga N.J. & Arelovich H.M. (eds.). Ambientes y recursos naturales del sudoeste bonaerense: producción, contaminación y conservación, pp. 325-340. Editorial de la Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca.
- ZULOAGA, F.O. & O. MORRONE. 1996. Catálogo de las Plantas Vasculares de la República Argentina I. Missouri Botanical Garden, St. Louis, Missouri.
- ZULOAGA, F.O. & O. MORRONE. 1999. Catálogo de las Plantas Vasculares de la República Argentina II. Missouri Botanical Garden, St. Louis, Missouri.

Recibido el 18 de julio de 2012, aceptado el 6 de marzo de 2013.

